Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences | Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique
Région de la capitale nationale | Avis scientifique 2013/049

EXPOSITION POTENTIELLE ET EFFETS BIOLOGIQUES CONNEXES ISSUS DES TRAITEMENTS DES PARASITES ET DES AGENTS PATHOGÈNES EN AQUACULTURE : PESTICIDES CONTRE LE POU DU POISSON (PARTIE II)

Le colorant de fluorescéine vert est utilisé pour mesurer le transport et la dispersion des agents thérapeutiques qui sont déversés dans les parcs à filet de saumons atlantiques à la suite de bains thérapeutiques contre le pou du poisson. (Photo fournie par Fred Page, MPO, Station biologique de St. Andrews).

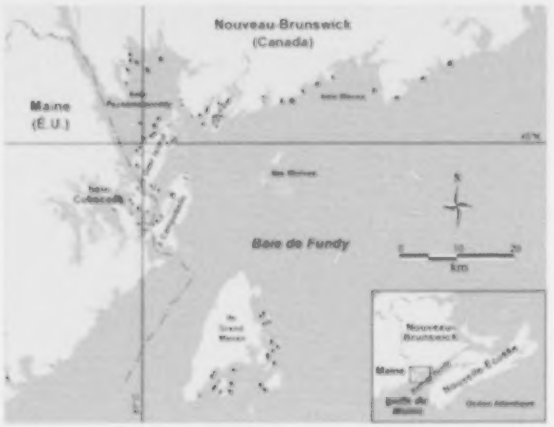

Figure 1. Carte du sud-ouest du Nouveau-Brunswick illustrant les exploitations de pisciculture approuvées en 2010.

Contexte :

Le pou du poisson est un ectoparasite marin d'origine naturelle qui se fixe sur la peau du saumon et d'autres espèces de poissons et qui se nourrit du mucus, du sang et des tissus superficiels. On trouve des espèces de pou du poisson sur les côtes Est et Ouest du Canada. Toutefois, on constate des différences entre ces deux milieux pour ce qui est du comportement du pou du poisson et des dynamiques de population entre le parasite et l'hôte. Les infestations mineures par le pou du poisson ne sont généralement pas nocives, mais les tissus superficiels peuvent être endommagés dès que le nombre de poux du poisson augmente sur les poissons. Des charges importantes de poux du poisson sont susceptibles d'avoir une incidence sur la physiologie et le comportement du poisson ainsi que d'augmenter les risques de décès provoqué par des chocs osmotiques, des pertes de sang et des infections secondaires. Lutter contre l'abondance du pou du poisson dans les élevages de saumon permet de réduire les pertes de production, d'assurer le bien-être des poissons et de limiter les risques d'infestation du saumon sauvage et des autres ressources aquatiques du milieu environnant. En général, les plans intégrés pour la santé des poissons comprennent des mesures de lutte contre l'abondance du pou du poisson dans le cadre des pratiques d'élevage (p. ex., l'occupation par une classe d'âge unique, la mise en jachère), la mise au point et l'utilisation de méthodes de lutte non chimiques (p. ex., les pièges lumineux, les poissons nettoyeurs, etc.) et l'utilisation d'agents chimiothérapeutiques (pesticides et médicaments).

On a demandé des avis scientifiques évalués par les pairs concernant l'exposition des organismes non ciblés aux bains thérapeutiques contre le pou du poisson et les effets biologiques associés, y compris les ressources halieutiques commerciales (p. ex., le homard), pour servir de base à la mise au point et à la mise en œuvre ultérieure des règlements en vertu du paragraphe 36(3) de la Loi sur les pêches portant sur la gestion de l'utilisation d'agents chimiothérapeutiques dans la lutte contre les agents pathogènes et les parasites du poisson d'élevage, le rejet de ces substances dans l'environnement ainsi que d'autres activités de gestion.

Octobre 2013

Canada

Le présent avis scientifique découle de la réunion du SCCS qui s'est tenue du 13 au 15 mars 2013 sur les lignes directrices visant à définir l'exposition potentielle et les effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture : bains thérapeutiques contre le pou du poisson (Partie II). Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada.

SOMMAIRE

- Pendant les traitements contre le pou du poisson dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick, on a mélangé de la fluorescéine avec les pesticides pour suivre le transport et la dispersion des pesticides. Des échantillons d'eau *in situ* ont été analysés afin de déterminer les concentrations de pesticides et de fluorescéine. Les données indiquent une forte corrélation entre les concentrations de fluorescéine et de pesticide *in situ*; les concentrations de fluorescéine constituent donc un excellent paramètre représentatif des concentrations de pesticides sur le terrain, pour une période de quelques heures.

- Comparée au modèle Okubo (1971, 1974), la dispersion horizontale du colorant après les applications de pesticide au moyen de bâches indique que le modèle Okubo sous-estime la dilution du pesticide des parcs en filet au cours de premières heures après le rejet. Cependant, une approche reposant sur un modèle Okubo modifié tenant compte du renforcement initial de la dispersion horizontale (qui serait attribuable à l'infrastructure des cages) donne une estimation plus précise de la taille et de la dilution (concentration) du panache de colorant.

- La théorie de l'état stationnaire de la dynamique des jets semble relativement bien représenter les caractéristiques immédiates du rejet des bateaux viviers. Selon cette théorie, l'eau entraînée dans l'effluent devrait provoquer la dilution des pesticides, jusqu'à un facteur de dilution de 40 à 100 mètres de distance du point de rejet, pour un tuyau d'évacuation de 0,5 m de diamètre.

- Les estimations des seuils critiques des effets pour les homards d'Amérique et d'autres espèces d'invertébrés indigènes, fondées sur le profil d'exposition prévu, les concentrations prescrites pour le traitement et les concentrations létales pour 50 % des organismes d'essai (CL_{50}) après une heure d'exposition aux pesticides, montrent que l'ampleur potentielle des effets attribuables augmente de l'Interox-Paramove® 50 (ingrédient actif : peroxyde d'hydrogène) au Salmosan® 50 WP (ingrédient actif : azaméthiphos), à l'Excis® ingrédient actif : cyperméthrine) et à l'AlphaMax® (ingrédient actif : deltaméthrine). La sensibilité à ces quatre pesticides testés dépend de l'espèce et du stade biologique.

- Il existe considérablement plus de données toxicologiques sur le Salmosan® 50 W[illegible] que sur les trois autres pesticides étudiés.

- Des effets sublétaux et différés ont été observés chez les homards adultes après une exposition intermittente et répétée à des concentrations de Salmosan® 50WP à des concentrations prescrites de 10 % et de 5 % pour le traitement, mais aucun effet sublétal ou retardé n'était observé à des concentrations prescrites de 0,1 % ou 1 % pour le traitement.

- Afin de donner une indication des risques potentiels liés à l'exposition à chacun des quatre pesticides contre le pou du poisson à des concentrations et des temps d'exposition *in situ*, on a calculé des quotients de risque (QR) équivalant au ratio de la concentration d'exposition à la valeur de CL_{50} correspondant à une heure d'exposition. D'après les essais sur les espèces non ciblées les plus sensibles, le pesticide qui présente le quotient de risque le plus faible pour des concentrations de traitement des parcs en filet munis de bâches (c.-à-d., la concentration rejetée initialement dans l'environnement) est le Paramove® 50 (QR = 1,2), suivi du Salmosan® 50 WP (3,1), de l'Excis® (151) et de l'AlphaMax® (588).

- Les quotients de risque calculés à partir des concentrations de rejet après les traitements en bateau vivier pour les espèces testées les plus sensibles, et des CL_{50} après une heure, étaient de 0,46 pour le Paramove® 50, de 1,16 pour le Salmosan® 50 WP et de 221 pour l'AlphaMax® (588).

- À 10 m du tuyau d'évacuation (après les traitements en bateaux viviers), les quotients de risque calculés à partir des CL_{50} étaient de 0,1 pour le Paramove® 50, de 0,3 pour le Salmosan® 50 WP et de 55 pour l'AlphaMax®. De même, les quotients de risque estimés à 100 m du point de rejet des bateaux viviers étaient de 0,01 pour le Paramove® 50, de 0,03 pour le Salmosan® 50 WP et de 6 pour l'AlphaMax®.

- D'après les quotients de risque relatif calculés, on estime que la zone d'influence pélagique (c.-à-d., la zone du panache prévue avec des concentrations égales ou supérieures à la CL_{50} après le rejet de pesticides) à la suite de ces traitements en bateau vivier est estimée comme étant inférieure à la zone d'influence après les traitements au moyen de bâches (c.-à-d., de 1 100 m^2 pour le Salmosan® 50 WP à diluer jusqu'à une CL_{50}, après les traitements au moyen de bâches, et de 50 000 m^2 pour AlphaMax®).

- Il faudrait valider et améliorer ces modèles en se penchant sur le mélange vertical et l'exposition des milieux benthiques, les concentrations sublétales ou sans effet observé ainsi que les facteurs liés à la population et au stade biologique pour d'autres espèces non ciblées. Cela est particulièrement important si l'on veut appliquer cette approche dans d'autres régions productrices de saumon au Canada.

- Bien que le travail sur le terrain a été mené dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick, les principes généraux du transport et de la dispersion ainsi que les taux de dilution devraient s'appliquer ailleurs, car le modèle Okubo repose sur des données recueillies partout dans le monde. Le modèle Okubo modifié devrait faire l'objet d'un essai pour valider l'incidence de l'infrastructure de l'exploitation sur la dispersion horizontale et les taux de dilution. Afin d'appliquer les modèles Okubo à d'autres endroits et améliorer la fiabilité des prévisions, des données océanographiques et environnementales locales sont nécessaires pour ajuster le modèle.

- Les particularités propres au site comme l'hydrographie, la bathymétrie, les procédures de traitement, la stratification locale et le régime des courants auront une influence sur la profondeur à laquelle les pesticides se mélangent et sur la direction et l'ampleur du transport de pesticides. La bathymétrie dans les zones d'influence déterminera aussi l'exposition de l'habitat benthique.

- On peut appliquer l'approche du quotient de risque pour estimer les concentrations de pesticides auxquelles les organismes non ciblés sont exposés dans toutes les régions

salmonicoles du Canada, mais la description des effets exige une connaissance locale de la biologie, de l'écologie et de la dynamique des populations des espèces non ciblées.

- L'approche mise au point permet de prédire les effets probables sur les individus, mais pas à l'échelle de la population.

INTRODUCTION

La salmoniculture au Canada fait partie des multiples activités maritimes, et tandis que les règlements en matière d'aquaculture marine varient d'une région à l'autre au Canada, la gestion peut s'inspirer des meilleures pratiques dans d'autres régions.

Le saumon d'élevage introduit dans les parcs en filets est en bon état de santé et sans parasites. Cependant, tout comme pour les autres systèmes de production d'aliments d'origine animale, il peut être nécessaire de traiter les espèces aquacoles contre les maladies, les parasites et les organismes salissants qui sont endémiques dans la zone d'élevage. En général, les plans intégrés pour la santé des poissons comprennent des mesures de lutte contre l'abondance du pou du poisson liées aux pratiques d'élevage (p. ex., l'occupation par une classe d'âge unique, la mise en jachère), les pratiques de gestion et l'utilisation d'agents chimiothérapeutiques (pesticides et médicaments). L'utilisation de méthodes de lutte non chimiques (p. ex., les pièges lumineux, les poissons nettoyeurs, etc.) se répand. Même si les pratiques de gestion et d'élevage ont évolué au cours des 20 dernières années, les aquaculteurs misent toujours sur l'utilisation de pesticides et de médicaments (agents chimiothérapeutiques) pour combattre les infestations d'ectoparasites tels que le pou du poisson. Dans l'industrie salmonicole, au sud-ouest du Nouveau-Brunswick tout comme ailleurs au Canada et dans le monde, il est parfois nécessaire de recourir à des agents chimiothérapeutiques pour contrôler l'abondance de poux du poisson sur le saumon atlantique d'élevage. Lutter contre l'abondance du pou du poisson dans les élevages de saumon permet de réduire les pertes de production, d'assurer le bien-être des poissons et de limiter les risques d'infestation du saumon sauvage et des autres ressources aquatiques du milieu environnant.

Au Canada, l'administration d'agents chimiothérapeutiques est réglementée, et il est nécessaire d'obtenir l'ordonnance d'un vétérinaire licencié pour les utiliser. La *Loi sur les aliments et drogues*, la *Loi sur les produits antiparasitaires*, la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* de 1999 et la *Loi sur les pêches* (a. 36) constituent les quatre principaux outils législatifs qui réglementent les traitements contre les agents pathogènes et les parasites du poisson.

Dans le cadre réglementaire mis en place, les agents chimiothérapeutiques utilisés dans le secteur de l'aquaculture sont classés comme médicament ou pesticide selon la méthode d'application. En règle générale, les produits appliqués par voie topique ou directement dans l'eau sont considérés comme des pesticides, tandis que les produits administrés par l'utilisation d'aliments médicamenteux ou par injection sont considérés comme des médicaments.

Depuis 2009, trois pesticides contre le pou du poisson ont été homologués temporairement à des fins d'utilisation dans le secteur de l'aquaculture dans la région de l'Atlantique du Canada, pour des durées diverses en vertu d'une disposition de la *Loi sur les produits antiparasitaires* permettant l'homologation dans les situations d'urgence. Il s'agissait du Salmosan® 50 WP (matière active [m.a.] : azaméthiphos), de l'Interox-Paramove® 50 (m.a. : peroxyde d'hydrogène) et de l'AlphaMax® (m.a. : deltaméthrine). En 2011 et 2012, on pouvait obtenir

uniquement les pesticides Interox-Paramove® 50 et Salmosan® 50 WP dans le cadre d'homologations en cas d'urgence.

Il existe trois procédés pour administrer les bains thérapeutiques de pesticides : en installant une bâche ou une jupe autour des parcs en filets ou au moyen de bateaux viviers. Pour administrer un bain thérapeutique au moyen d'une bâche ou d'une jupe, on réduit le volume d'eau dans le parc à filet, soit en l'enfermant dans une bâche imperméable ou en l'entourant d'une série de jupes imperméables qui vont jusqu'à une profondeur inférieure à celle du filet refermé en poche et qui ne se referment pas sur la partie inférieure du parc en filet. On administre alors dans les parcs en filet la quantité de pesticide prescrite pour atteindre la concentration de traitement pendant la période recommandée, puis on retire la jupe ou la bâche et on évacue les eaux traitées. Dans le cas des traitements en bateaux viviers, on transfère le saumon d'élevage, au moyen de pompes, dans des chambres ou viviers de traitement à l'intérieur de bateaux conçus spécialement à cette fin. On administre ensuite le pesticide pendant la période recommandée. Une fois le traitement terminé, on déverse les eaux traitées dans l'océan, tout en rinçant simultanément la chambre ou le vivier à l'eau de mer fraîche. Le poisson est ensuite pompé de retour vers le parc à filet.

La quantité totale de pesticide nécessaire pour le traitement d'un seul parc en filet dépend de la méthode d'application (c.-à-d., bâche, jupe ou bateau vivier), le volume (taille du parc ou du vivier) et, pour les traitements en bateaux viviers, de la biomasse du poisson à traiter (le nombre d'applications en bateau vivier nécessaires pour le traitement d'un seul parc dépend aussi de la taille du vivier de traitement ainsi que du nombre de poissons dans le parc et de leur taille). À titre d'exemple, le volume de traitement d'un parc en filet circulaire de 70 m muni de bâches se situe entre 1500 m^3 et 3000 m^3. Dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick, un des bateaux viviers est muni de deux viviers de 330 m^3. Pour obtenir la même concentration de traitement, la quantité de pesticide nécessaire pour un parc en filet muni de bâches est de 2 à 4,5 fois supérieure à la quantité nécessaire pour atteindre la même concentration de traitement dans deux viviers de 330 m^3. Cependant, pour traiter tous les poissons dans un même parc en filet, plusieurs applications en bateau vivier et des quantités supplémentaires de pesticide pourraient être nécessaires, ce qui pourrait se traduire par de multiples rejets de pesticides et profils d'exposition. Le nombre exact de traitements en bateau vivier par parc dépendra du volume du vivier du bateau et de la biomasse de poisson à traiter.

Afin d'estimer l'exposition aux pesticides contre le pou du poisson et leurs effets biologiques potentiels sur les organismes non ciblés, on a effectué de la recherche et des analyses. Le présent processus d'avis scientifique a pour but d'étudier la base de connaissances concernant : (1) le sort et la dynamique du transport, la dispersion et la dilution des pesticides après leur application; les modèles de dispersion pour estimer la concentration et la zone potentielles d'exposition après le traitement; (2) la description des effets toxiques létaux et sublétaux de quatre pesticides contre le pou du poisson sur les principaux organismes indigènes non ciblés à l'aide de tests de toxicité en laboratoire; (3) les possibilités d'une exposition des organismes indigènes non ciblés à des concentrations, pertinentes sur le plan biologique, de pesticides contre le pou du poisson à la suite de traitements; et, (4) une analyse de l'applicabilité des modèles de dispersion et des études de la toxicité à d'autres zones salmonicoles au Canada et à d'autres espèces non ciblées.

ANALYSE

1) Transport et dispersion des pesticides contre le pou du poisson après les traitements

Pour analyser les facteurs qui ont une incidence sur le lieu et l'ampleur de l'exposition des organismes non ciblés aux pesticides contre le pou du poisson après les bains thérapeutiques, on a étudié le transport et la dispersion des pesticides après les traitements en ajoutant de la fluorescéine (colorant) aux pesticides commerciaux appliqués.

Il y a une relation entre la concentration d'azaméthiphos (matière active du Salmosan® 50 WP) ou de deltaméthrine (matière active de l'AlphaMax®) et le colorant fluorescent dans les échantillons provenant de l'eau de traitement déversée (figure 2). Les données nécessaires à l'établissement d'un rapport entre le colorant et la deltaméthrine sont limitées en raison du nombre restreint de traitements commerciaux à l'AlphaMax® effectués. Une relation semblable entre le peroxyde d'hydrogène et le colorant n'a pas pu être établie en raison des interactions entre ces deux substances qui font obstacle à la mesure de la concentration de peroxyde d'hydrogène. Toutefois, il est raisonnable de supposer que le colorant peut servir de paramètre représentatif des concentrations de peroxyde d'hydrogène, du moins pour les courtes périodes envisagées (quelques heures).

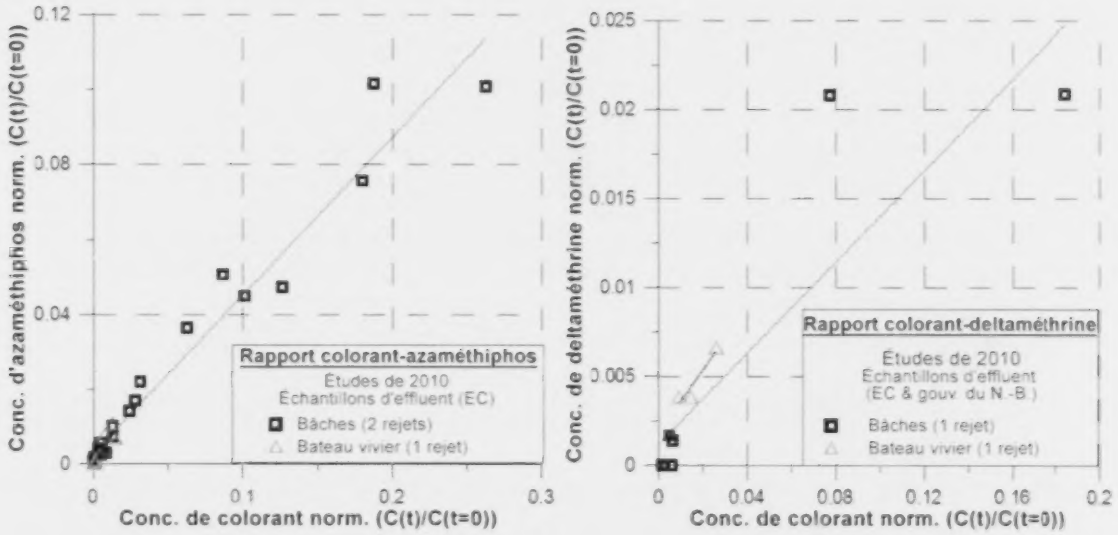

Figure 2. Relation linéaire entre les concentrations de colorant fluorescent et les concentrations d'azaméthiphos (gauche) et de deltaméthrine (droite) dans les effluents à la suite des traitements du saumon d'élevage. Les concentrations de colorant sont normalisées par rapport à la concentration initiale. Les carrés ouverts noirs correspondent aux échantillons de l'effluent des parcs munis de bâches (deux rejets pour la relation colorant-azaméthiphos et un seul pour la relation colorant-deltaméthrine). Les triangles ouverts rouges correspondent aux rejets des bateaux viviers (un rejet pour chacune des deux relations colorant-pesticide). On s'est procuré les échantillons d'effluent des traitements à l'azaméthiphos auprès d'Environnement Canada, tandis que les échantillons liés aux traitements à la deltaméthrine ont été fournis par Environnement Canada et le gouvernement du Nouveau-Brunswick.

Rejets des parcs en filet après l'application au moyen de jupes ou de bâches

Le mélange du colorant et du pesticide dans l'eau des parcs en filet prend du temps et leur degré de dispersion après la durée du traitement peut varier d'un point à l'autre du parc. La méthode d'application peut avoir une incidence sur le degré de mélange. Après l'enlèvement de la bâche ou de la jupe, le temps d'évacuation du colorant et du pesticide des parcs en filet peut aller de 7 minutes à 2,5 heures (figure 3). Le temps d'évacuation varie en fonction de facteurs liés à l'environnement, à l'élevage, à la biophysique et aux opérations. L'effluent de colorant et de pesticide rejeté forme un panache allongé. Indépendamment du mélange initial, les concentrations de colorant et de pesticide ne sont pas uniformes au sein du panache.

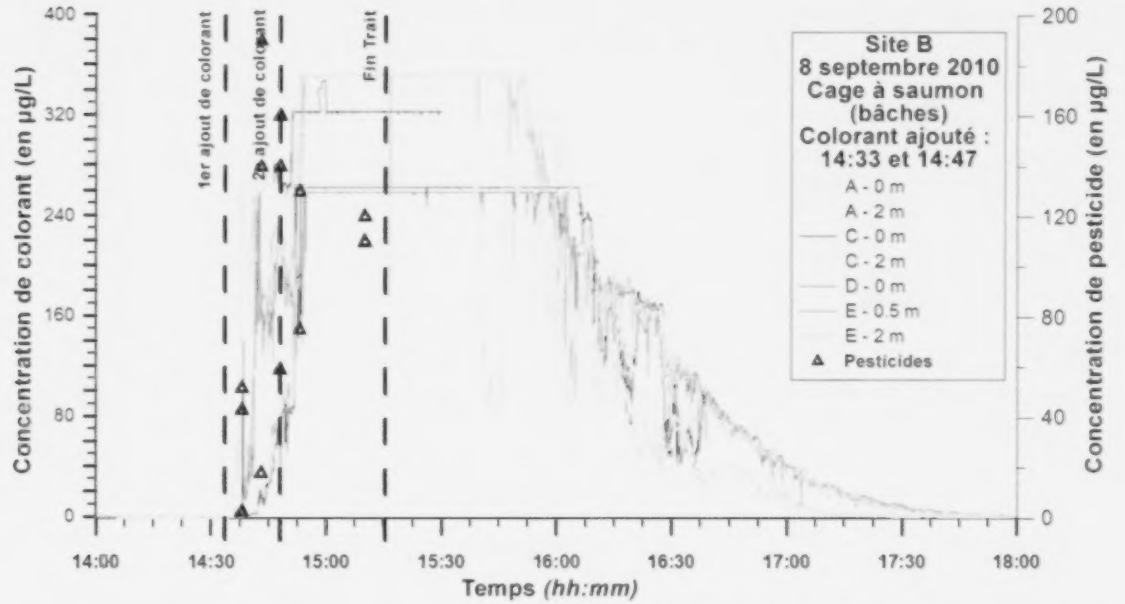

Figure 3. Exemple des concentrations de colorant et de pesticide à l'intérieur d'un parc en filet ayant reçu un traitement à l'aide de bâches. Les concentrations de colorant (lignes continues) atteignent un plateau pendant le traitement parce qu'elles dépassent le seuil de détection des fluorimètres. La concentration de pesticide (triangles ouverts) varie tout au long de la durée du traitement, ce qui indique un degré variable de mélange du pesticide à l'intérieur des parcs en filets munis de bâches. Les deux premières lignes verticales tiretées représentent le moment auquel on a ajouté le colorant au parc muni de bâche; la troisième ligne verticale tiretée indique le moment où les bâches ont été enlevées, ce qui marque la fin du traitement. La concentration de colorant dépasse le seuil de détection des fluorimètres pendant les premières 30 à 45 minutes après l'enlèvement de la bâche; ensuite, la concentration diminue et devient indétectable à l'intérieur du parc de 2 à 2,5 heures après la fin du traitement. On a placé les fluorimètres en surface et à 2 m de profondeur.

Après le rejet du colorant et du pesticide à partir d'un parc en filet, le déplacement de l'effluent se fait en vertu de deux processus distincts : l'advection et la dispersion. L'advection est le déplacement du centre de gravité (horizontal et vertical) par l'effet des courants, tandis que la dispersion fait référence à la manière dont le pesticide se mélange et se dilue autour du centre de gravité grâce aux turbulences et aux cisaillements de vitesse.

Les panaches des effluents ont tendance à s'allonger dans la direction du transport. Les vitesses de diffusion horizontale observées sont plutôt variables, mais dans la ligne des valeurs

documentées. Par approximation, on obtient une ellipse avec un grand axe (Kx) dont les valeurs se situent entre 0,65 et 7,6 m^2s^{-1} et un petit axe (Ky) dont les valeurs se situent entre 0,04 et 0,48 m^2s^{-1}.

Le panache des effluents peut se déplacer plusieurs certaines de mètres en une heure, atteindre 1,5 km deux heures après le rejet et 2 km après trois heures. La distance parcourue par le panache de l'effluent dépend des courants, des marées ainsi que des limites horizontales et verticales locales. Pour des raisons opérationnelles, les applications au moyen de bâches se font surtout lorsque les courants sont plutôt faibles même si les courants peuvent changer une fois que l'application a commencé.

Le mélange vertical varie en fonction des sites et des traitements; la profondeur maximale que le colorant et les pesticides ont atteinte après le rejet était inférieure à 25 m pour les traitements au moyen de bâches et de jupes.

Traitement des parcs en filet : modèles de dispersion

On a évalué l'utilisation de modèles de dispersion pour prévoir le transport et la dispersion de pesticides après leur application dans les parcs en filet. Il est important de rappeler que les modèles sont des représentations de la réalité qui ont recours à des simplifications et des approximations et contiennent de ce fait des incertitudes : ce ne sont pas des représentations exactes de la réalité. Les résultats issus de ces modèles doivent certes être confrontés aux données empiriques, mais cela n'enlève rien à l'utilité de ces modèles comme outils pour étudier l'effet de différentes conditions et envisager plusieurs scénarios.

La dispersion de colorant et de pesticide observée concorde avec la dispersion estimée par le modèle Okubo (1971, 1974) lorsqu'il n'y a pas de filets ni de poissons en cages. La présence de l'infrastructure d'aquaculture (cages, filets, poissons, etc.) rend la dispersion initiale de l'effluent plus rapide que prévu par le modèle Okubo. Toutefois, à l'extérieur de l'infrastructure de l'exploitation, la dispersion du panache se fait conformément au modèle Okubo. Grâce à une modification apportée au modèle Okubo pour tenir compte de l'infrastructure de l'exploitation, le modèle rend mieux compte de la dispersion observée dans les sites aquacoles. Le modèle Okubo ne prédit que la superficie du panache, pas sa forme.

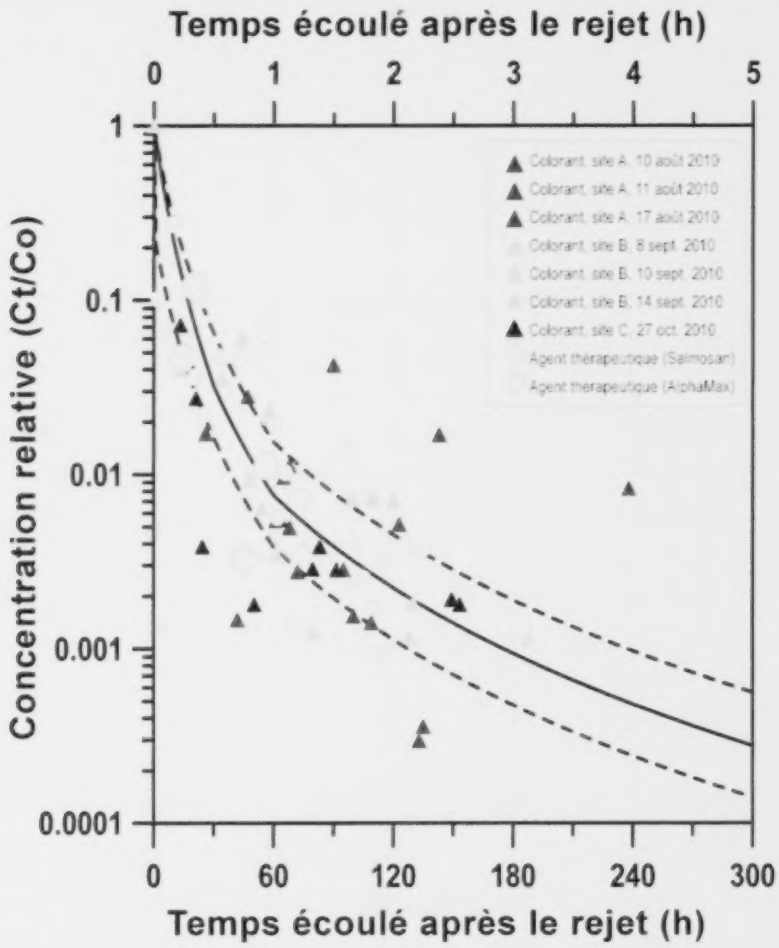

Figure 4 : Estimations selon le modèle Okubo modifié de la diminution temporaire des concentrations normalisées de colorant (triangles) et de pesticide (cercles) après le rejet en provenance d'un parc en filet muni de bâches.

Le modèle de volumes finis des eaux côtières (*Finite Volume Coastal Ocean Model* ou FVCOM) appliqué au sud-ouest du Nouveau-Brunswick estime raisonnablement bien l'ampleur globale et le taux de dilution du panache de l'effluent, même s'il semble sous-estimer la dilution sur de longues périodes. Le FVCOM permet de prévoir l'ampleur du panache de l'effluent, sa forme, sa dilution ainsi que sa direction.

On peut modéliser la dispersion du pesticide au moyen du modèle Okubo et du FVCOM, mais il existe des différences entre les prédictions des modèles et la dispersion du colorant observée dans les rejets des parcs en filet après l'application de pesticides au moyen de jupes ou de bâches. Le modèle Okubo ne prédit que la superficie du panache, mais pas sa forme. Pour le FVCOM, les différences concernent la forme du panache, la direction de la dérive et l'ampleur du déplacement du panache. Les différences entre les prévisions du FVCOM et les valeurs observées ne sont pas uniformes. Néanmoins, les délimitations d'exposition générées par le modèle, pour toutes les phases de marées, comprennent la majeure partie des zones qui ont été exposées au cours de ces études sur les rejets de colorant et de pesticide.

Traitement de parc en filet : facteurs qui influencent l'exposition

Parmi les facteurs qui ont une incidence sur la concentration de pesticide rejetée après les traitements au moyen de bâches, on peut mentionner :

- la taille du parc en filet muni de bâches (p. ex., diamètre, volume);
- la quantité de pesticide utilisée;
- le mélange au sein du volume confiné aux fins du bain thérapeutique;
- la proximité et nature des autres parcs en filet et de toute autre infrastructure de l'exploitation;
- le maillage du filet et concentration de biosalissure (porosité); et,
- les procédures de traitement (p. ex., les façons d'enlever les bâches, d'abaisser les filets et de les refermer en poche).

Les facteurs environnementaux peuvent aussi influencer la dilution du pesticide après des bains thérapeutiques administrés à l'aide de bâches ou de jupes; parmi ces facteurs, on peut citer les suivants :

- les taux de mélange horizontal et vertical;
- les taux d'advection horizontale;
- les variations spatiales du courant;
- la stratification verticale;
- la bathymétrie locale, qui permet de déterminer si le fond et les zones intertidales sont suffisamment proches pour qu'il y ait un risque d'exposition;
- les conditions météorologiques, le vent et les vagues; ainsi que,
- les caractéristiques relatives à la qualité de l'eau comme la température, la salinité, le pH, la concentration d'oxygène dissous ainsi que les charges organiques et sédimentaires en suspension qui pourraient avoir une incidence sur le comportement chimique du pesticide dans l'eau environnante.

Rejets des bateaux viviers

Pour les traitements de pesticides en bateau vivier, le pesticide (et le colorant, s'il y a lieu) est injecté dans le vivier de traitement où il se mélange à l'eau pendant la durée du traitement. Après le traitement, l'effluent est évacué et de l'eau de mer est pompée dans le vivier, ce qui se traduit par une réduction progressive de la concentration de colorant et de pesticide du panache de rejet. L'évacuation de l'effluent génère un courant-jet qui se mélange à l'eau environnante et qui a pour effet de diluer encore davantage le pesticide par l'entraînement de l'eau dans le panache (figure 5). Une fois que l'effluent a été complètement évacué du bateau, la dispersion et le transport du panache de l'effluent peuvent être estimés en utilisant les mêmes techniques utilisées pour les traitements au moyen de bâches ou de jupes.

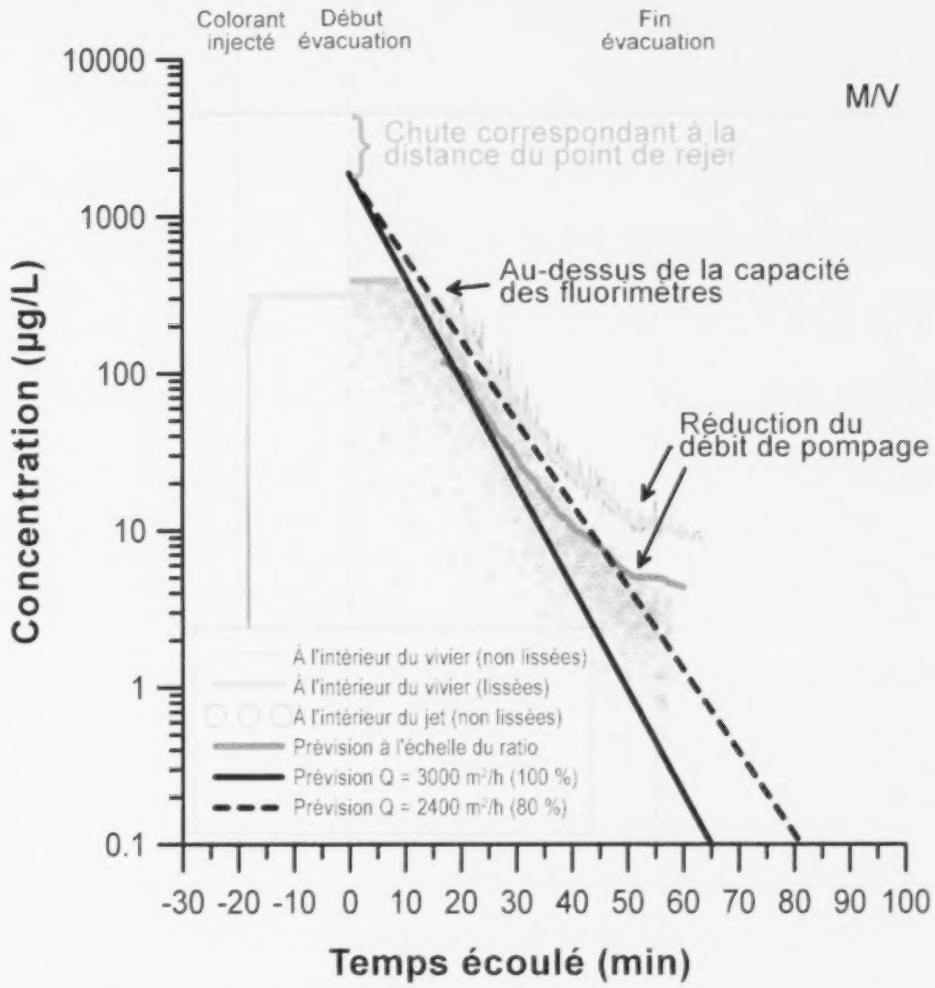

Figure 5 : Série chronologique des concentrations de colorant estimées et observées dans le vivier et dans le jet d'évacuation à une profondeur de 0,5 m et à une distance de 6 m du tuyau d'évacuation. Les estimations en ligne droite (ligne noire continue et pointillée) reposent sur la dynamique des jets. La ligne rouge représente une version à échelle des données lissées observées à l'intérieur du vivier (ligne verte, ci-dessus). La ligne bleue correspond à la série chronologique des observations effectuées à l'intérieur du vivier. Les cercles ouverts noirs représentent les données non lissées sur la concentration de colorant. La ligne de grillage M/V représente la concentration de colorant calculée dans le vivier avant le rejet.

Traitement en bateau vivier : modèles de dispersion

Bien que les estimations du modèle Okubo concordent assez bien avec les concentrations de colorant mesurées dans le panache du rejet du bateau vivier, les concentrations estimées par le modèle ont tendance à dépasser les concentrations de colorant observées, pour les valeurs les plus petites de la gamme de concentrations observées. Étant donné que les concentrations de colorant utilisées dans les études sur les bateaux viviers se situent dans cette partie inférieure de la gamme de valeurs observées, le modèle Okubo tend à surestimer les concentrations de pesticide (figure 6).

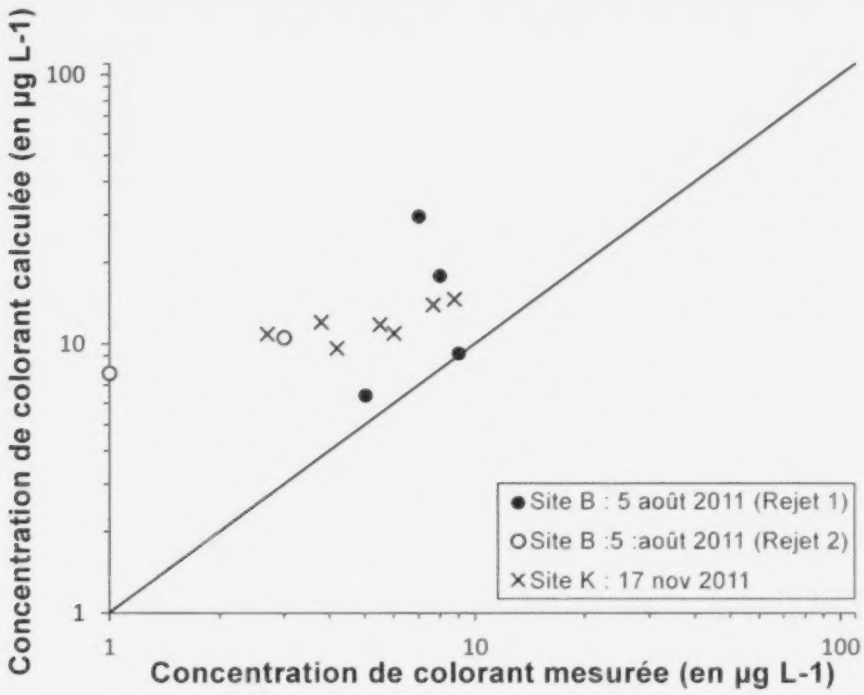

Figure 6 : Comparaison des concentrations de colorant estimées et observées dans les panaches issus des traitements en bateau vivier.

Traitement en bateau vivier : facteurs qui conditionnent l'exposition

Les facteurs qui ont une incidence sur la concentration de pesticide rejetée après les traitements en bateau vivier :

- le volume des viviers;
- l'angle d'évacuation (c.-à-d., horizontal, vertical ou autre)
- le diamètre du tuyau d'évacuation;
- la profondeur (ou hauteur) du tuyau d'évacuation par rapport à la surface de la mer;
- le débit de décharge maximum (c.-à-d., capacité de la pompe);
- la masse de pesticide introduite dans le vivier (c.-à-d., concentration);
- la densité de la solution évacuée;
- la vitesse d'évacuation;
- la direction de l'évacuation (c.-à-d., vers les parcs en filet ou dans la direction opposée).
- la durée de l'évacuation;
- la proximité des autres parcs en filet et de toute autre infrastructure de l'exploitation; et,
- la concentration de biosalissure sur les parcs en filet adjacents.

Les facteurs environnementaux peuvent aussi influencer la dilution du pesticide après les traitements en bateau vivier; parmi ces facteurs, on peut citer les suivants :

- les taux de mélange horizontal et vertical ambiants dans le milieu récepteur;
- la proximité des limites verticales pour ce qui est de la stratification verticale, du fond de l'océan et des zones intertidales;

- la proximité des limites horizontales telles que le rivage, le fond et la pycnocline;
- les conditions météorologiques, vent et vagues; et,
- les caractéristiques de l'eau comme la température, la salinité, le pH, la concentration d'oxygène dissous ainsi que les charges organique et sédimentaire en suspension qui pourraient avoir une incidence sur le comportement chimique du pesticide dans l'eau environnante.

2) Quels sont les effets biologiques connus de l'Interox-Paramove® 50, du Salmosan® 50 WP, de l'Excis® et de l'AlphaMax® sur les organismes non ciblés?

Interox-Paramove® 50

Interox-Paramove® 50 (matière active : peroxyde d'hydrogène) est prescrit à des concentrations de traitement entre 1,2 x 10^6 µg/L et 1,8 x 10^6 µg/L (1800 mg/L) (de matière active) pendant 20 à 30 minutes en fonction de la température de l'eau.

Les CL_{50} de Paramove® 50 en laboratoire pour le homard adulte (*Homarus americanus)* après une exposition de une heure dépasse les 3,75 x 10^6 µg/L de peroxyde d'hydrogène (ou >3750 mg/L), et excède donc la concentration de traitement de peroxyde d'hydrogène (entre 1,2 x 10^6 µg/L et 1,8 x 10^6 µg/L). La CL_{50} pour le homard à l'étape I après 1 heure est de 1,637 x 10^6 µg/L de peroxyde d'hydrogène; pour la crevette de sable, elle est de 3,182 x 10^6 µg/L; de 0,973 x 10^6 µg/L (facteur de dilution de 1,2) pour la mysis effilée et de 0,059 x 10^6 µg/L pour les copépodes du genre *Acartia* (facteur de dilution de 20).

On a observé en laboratoire une morbidité chez les copépodes non parasites à de faibles concentrations de peroxyde d'hydrogène (0,012 x 10^6 µg/L). Les concentrations de peroxyde d'hydrogène auxquelles 50 % des organismes testés manifestaient un effet, à l'occurrence un changement alimentaire (CE_{50} [alimentation]), étaient de 0,0042 x 10^6 µg/L (0,3 % de la dose du traitement).

Salmosan® 50 WP

Salmosan® 50 WP (matière active : azaméthiphos) est prescrit à des concentrations situées entre 100 et 150 µg/L (de matière active) pendant 30 à 60 minutes en fonction de la température. L'azaméthiphos est une substance chimique très soluble qui ne présente pas de risques de bioaccumulation ou de persistance.

La CL_{50} de Salmosan® 50 WP en laboratoire pour les homards adultes après 1 heure s'élève à 24,8 µg/L d'azaméthiphos, ce qui représente un facteur de dilution de 4 pour une concentration de traitement d'azaméthiphos de 100 µg/L. On n'a pas pu déterminer la CL_{50} pour le homard à l'étape I ni pour la crevette grise ni pour la crevette mysis effilée puisque la mortalité n'a pas atteint le 50 % pour les concentrations d'azaméthiphos les plus élevées testées dans ce bioessai (de 86,5, 85,5 et 85,5 µg/L respectivement).

Au cours des études en laboratoire, les femelles adultes de homard américain étaient plus vulnérables à l'azaméthiphos durant l'été.

L'exposition de femelles (avant la période de frai) pendant 1 heure toutes les deux semaines à de faibles concentrations (10 µg/L) d'azaméthiphos, sur une période allant jusqu'à six semaines, a provoqué une mortalité considérable (40%-100%) chez les animaux exposés. Certaine des femelles ayant survécu une exposition de 10 et de 5 µg/L d'azaméthiphos n'ont pas frayé.

Des expositions multiples (jusqu'à six expositions de 30 minutes) de homards adultes sur trois jours (maximum de deux expositions par jour à 0,1 µg/L ou 1,0 µg/L) n'ont pas eu d'incidence significative sur la mortalité, le comportement, la mue, ni la reproduction.

Des expositions répétées de courte durée (de 15 à 120 minutes, trois fois par jour pendant trois jours) des homards adultes au Salmosan® 50 WP à des concentrations d'azaméthiphos inférieures à 25 µg/L ont provoqué 80 % de mortalité ainsi que l'hyperactivité, la désorientation et la paralysie chez les survivants. D'après les résultats des études de la létalité, la concentration sans effet observé a été estimée à environ 1 µg/L après 9 expositions de 2 heures sur une période de trois jours.

L'exposition chronique à de faibles concentrations d'azaméthiphos produit des effets biochimiques sublétaux chez les homards adultes qui persistent pendant au moins 24 heures après la fin de l'exposition, ce qui augmente le risque d'impacts cumulatifs lorsque le homard est exposé à d'autres sources de stress chimique et non chimique. L'exposition sublétale accroît considérablement le risque de mortalité chez les homards adultes pendant les simulations de transport d'animaux vivants.

On n'a observé aucun effet sur la morbidité ni la mortalité de copépodes non parasites qui ont été exposés en laboratoire à des concentrations allant jusqu'à 500 µg/L d'azaméthiphos.

Il n'y a pas de mortalité à signaler parmi les autres espèces indigènes du sud-ouest du Nouveau-Brunswick, telles que le crabe vert, les pétoncles et les myes, soumises à 100 µg/L d'azaméthiphos au cours de tests de toxicité létale menés en laboratoire.

Excis®

L'Excis® (matière active : cyperméthrine) est un pesticide pyréthroïde synthétique que l'on ne peut pas employer dans les exploitations salmonicoles au Canada. Il est prescrit à des concentrations de 5 µg/L (de matière active) pour 1 heure. Comme d'autres pyréthroïdes synthétiques, la cyperméthrine présente une faible solubilité dans l'eau; elle est donc susceptible de s'accumuler dans les sédiments et d'avoir un impact sur les organismes sédimentaires ou de se désorber et de nuire aux invertébrés benthiques.

On ne dispose pas de beaucoup de données sur la toxicité après 1 heure d'exposition à l'Excis®. Toutefois, la CL_{50} d'Excis ® pour le homard adulte après 24 heures est de 0,14 µg/L de cyperméthrine, ce qui représente un facteur de dilution de 35 pour une concentration de traitement de cyperméthrine de 5 µg/L; la CL_{50} pour le homard à l'étape II après 24 heures ne serait que de 0,058 µg/L de cyperméthrine (facteur de dilution de 86; tiré de Pahl et Opitz 1999). La CL_{50} d'Excis® pour la mysis effilée après 1 heure dépasse 0,142 µg/L de cyperméthrine (facteur de dilution <35).

Des expositions répétées de courte durée (de 15 à 120 minutes, trois fois par jour pendant trois jours) des homards américains adultes à des concentrations de cyperméthrine allant jusqu'à 1,8 µg/L ont provoqué jusqu'à 80 % de mortalité ainsi que la désorientation et la paralysie chez

les survivants. En se fondant sur la létalité, la concentration sans effet observé a été estimée à 0,025 µg/L (de cyperméthrine) pour 9 expositions de 60 minutes sur une période de trois jours.

On n'a observé aucun effet sur la mortalité de copépodes non parasites exposés à une concentration de cyperméthrine de 5 µg/L en laboratoire, mais on a observé des signes de morbidité à des concentrations de 5 µg/L et de 0,5 µg/L de cyperméthrine. La CE_{50} (alimentation) de cyperméthrine a été estimée à 0,297 µg/L.

AlphaMax®

AlphaMax® (matière active : deltaméthrine) est prescrit à une concentration de traitement de 2 µg/L (2000 ng/L) (de matière active) pendant 30 minutes. La deltaméthrine est un pyréthroïde synthétique qui présente une faible solubilité dans l'eau; elle est donc susceptible de s'accumuler dans les sédiments et d'avoir un impact sur les organismes sédimentaires ou de se désorber et de nuire aux invertébrés benthiques.

La CL_{50} d'AlphaMax® en laboratoire pour les homards américains adultes après 1 heure s'élève à 0,0188 µg/L (18.8 ng/L) de deltaméthrine, ce qui représente un facteur de dilution de 110 pour une concentration de traitement de deltaméthrine de 2 µg/L. La CL_{50} après 1 heure pour le homard à l'étape I est de 0,0034 µg/L de deltaméthrine (facteur de dilution de 590); pour la crevette crise et pour la crevette mysis effilée, les CL_{50} sont de 0,142 µg/L (facteur de dilution 14) et de 0,0139 µg/L (facteur de dilution 140) respectivement. La CL_{50} pour l'amphipode de la côte Ouest *Eohaustorius estuarius*, est de 0,0131 µg/L de deltaméthrine (facteur de dilution de 150).

Des expositions multiples (jusqu'à six expositions de 30 minutes) sur une période de trois jours (maximum de deux expositions par jour) à des concentrations de 0,002 µg/L ou de 0,020 µg/L de deltaméthrine ont provoqué chez le homard une mortalité de 0 % à 5 % pour une concentration de 0,002 µg/L de deltaméthrine et de 0 % à 10 % pour 0,020 µg/L, mais la mortalité n'était pas liée au nombre d'expositions. Aucun effet sur la mue ni la reproduction n'a été observé chez les homards adultes survivants.

On n'a observé aucun effet sur la mortalité de copépodes non parasites exposés à une concentration de deltaméthrine de 2 µg/L en laboratoire, mais on a observé des signes de morbidité à des concentrations de 2 µg/L et de 0,2 µg/L de deltaméthrine (concentration de traitement et 10 % de cette concentration). La CE_{50} (alimentation) a été estimée à 0,040 µg/L de deltaméthrine.

Le tableau 1 donne un aperçu des plus faibles concentrations de matière active pour chacune des quatre préparations de pesticides contre le pou du poisson qui ont causées au moins une mortalité ou une réponse comportementale au cours des études sur la létalité après 1 heure d'exposition.

Tableau 1. Concentrations les plus faibles (µg/L) de matière active des quatre préparations de pesticides (matière active, concentration de traitement) qui après 1 heure d'exposition provoquent au moins une mort ou une réponse comportementale dans le cadre d'études sur la létalité.

Espèce/stade biologique	Salmosan® (azaméthiphos : 100 µg L^{-1})	AlphaMax® (deltaméthrine : 2 µg L^{-1})	Excis® (cyperméthrine : 5 µg L^{-1})	Paramove 50® (peroxyde d'hydrogène : de $1,2 \times 10^6$ à $1,8 \times 10^6$ µg L^{-1})
Homard américain à l'étape I	11,1	0,62	S.O.	$1,875 \times 10^5$
Homard adulte	3,7	0,017	S.O.	$7,50 \times 10^5$
Crangon septemspinosa	1,2*	S.O.	S.O.	$3,75 \times 10^5$
Mysis spp.	S.O.	0,002	0,18	S.O.

**concentration d'exposition la plus faible du bioessai.*

3) Quels sont les risques d'exposition des organismes non ciblés à des concentrations pertinentes sur le plan biologique de pesticides contre le pou du poisson après le traitement?

Afin de donner une indication de la concentration combinée de pesticide, de la durée de l'exposition *in situ* et des effets biologiques connexes prévus, on a divisé les concentrations moyennes de traitement et de l'effluent par la concentration causant un niveau d'effet (CL_{50}) pour obtenir un quotient de risque. Grâce à cette approche, on peut obtenir une indication des risques potentiels liés à l'exposition et une estimation des effets biologiques pour les quatre pesticides, pour différentes applications, ainsi que les espèces non ciblées et les stades biologiques non ciblés. Dans les procédures standards concernant les risques, les quotients de risque plus grand que 1 (QR>1) indiquent des effets nocifs probables.

À des concentrations de traitement de Paramove® 50, le quotient de risque se situe entre <0,3 et 1,2 pour les larves de homard américain à l'étape I, les homards adultes, les crevettes crises et les crevettes mysis effilées, d'après les données sur la CL_{50} après 1 heure. À des concentrations de traitement de Salmosan® 50 WP, le quotient de risque se situe entre <1 et 3,1 pour les larves de homard américain à l'étape I, les homards adultes, les crevettes crises et les crevettes mysis effilées, d'après les données sur la CL_{50} après 1 heure. À des concentrations de traitement d'Excis®, le quotient de risque pour les copépodes est de 35, d'après les données sur la CL_{50} après 1 heure. À des concentrations de traitement d'AlphaMax®, le quotient de risque se situe entre 14 et 588 pour les larves de homard à l'étape I et III, les homards adultes, les crevettes crises et les crevettes mysis effilées, d'après les données sur la CL_{50} après 1 heure.

Rejets après les traitements des parcs en filet

À partir de l'analyse du transport et de la dilution fondée sur le modèle Okubo modifié, on estime que les rejets de pesticides à la suite d'une application à l'aide de bâches sont déjà dilués, en moyenne, 10 fois après 30 minutes, 100 fois après 1 heure et 1 000 fois après 3 heures. Pour Salmosan® 50 WP, l'application du modèle semble indiquer que la dilution de la concentration de traitement jusqu'à une concentration (égale à la CL_{50} après 1 heure)

équivalent à un quotient de risque de 1 prend environ 10 minutes; quant au panache, on estime qu'il couvre une superficie d'environ 1 100 m^2. On estime également qu'il faut 3 heures pour que le pesticide dont la toxicité est la plus élevée, AlphaMax®, se dilue jusqu'à la CL_{50} après 1 heure pour les larves de homard à l'étape I, l'espèce et le stade biologique testés les plus sensibles à ce produit. Le panache du pesticide occupe alors une superficie estimée de 50 000 m^2 et se trouve déjà à plusieurs kilomètres de distance du lieu de traitement.

Du point de vue opérationnel, plusieurs parcs en filet d'une exploitation peuvent être traités par jour, mais le nombre de traitements sera limité par les conditions d'utilisation indiquées sur l'étiquette ainsi que des contraintes opérationnelles et environnementales. Afin d'estimer l'effet de traitements multiples sur les organismes non ciblés, on a étudié deux scénarios : (1) plusieurs parcs en filet traités dans à peu près la même zone, ce qui fait que les panaches des effluents de pesticides se chevauchent; (2) plusieurs parcs en filet traités, mais sans que les panaches se chevauchent; ce qui fait que la zone touchée est plus importante.

On peut se servir des approches de modélisation ayant recours au FVCOM pour estimer la superficie totale susceptible de subir l'impact des traitements multiples. Une estimation de la limite supérieure de la superficie exposée aux multiples traitements peut aussi être obtenue en traçant un cercle dont le rayon est égal à la distance de transport prévue à l'aide du modèle Okubo modifié. On peut centrer ces cercles sur des exploitations et les tracer sur une carte pour obtenir une estimation de la superficie horizontale pour laquelle il existe un risque d'exposition à un pesticide en particulier. Les distances de transport, d'après les quotients de risque et des échelles de longueur appropriées calculées au moyen du modèle Okubo modifié, sont de 100 m à 500 m pour Salmosan® 50 WP, de 500 m à 1 000 m pour Excis® et de 1 000 m à 5 000 m pour AlphaMax®.

D'après la profondeur maximale de mélange vertical observée pendant les applications de colorant et de traitement (<25 m), les exploitations situées dans des zones où la profondeur moyenne de l'eau est inférieure ou égale à 20 m présentent un risque plus élevé d'exposition benthique aux pesticides après les traitements. Les modèles théoriques dont on se sert pour prévoir le mélange vertical sont moins fiables que ceux utilisés pour le mélange horizontal; des études supplémentaires seront nécessaires pour obtenir des données plus précises sur le mélange vertical.

Rejets après les traitements en bateau vivier

Une fois que les traitements par bateaux viviers sont complétés, l'eau de traitement est évacuée en même temps que l'on pompe de l'eau de mer dans le vivier de traitement. La concentration de pesticide dans l'eau évacuée variera en fonction des débits de pompage. Sur le plan opérationnel, on s'efforce d'atteindre des débits de pompage maximums. Les bateaux viviers exploités actuellement dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick visent un débit de sortie d'environ 2400 m^3/h. Pour Paramove® 50, cela se traduit par un quotient de risque entre 0,12 et 0,46 pour le homard américain à l'étape I, le homard adulte, la crevette crise et la crevette mysis effilée. Pour Salmosan® 50 WP, le quotient de risque se situe entre 0,38 et 1,16 pour le homard américain à l'étape I, le homard adulte, la crevette crise et la crevette mysis effilée. Pour AlphaMax®, le quotient de risque se situe entre 5,3 et 221 pour le homard américain à l'étape I, le homard adulte, la crevette crise et la crevette mysis effilée, d'après les données sur la CL_{50} après 1 heure.

Une fois que l'effluent est évacué, l'entraînement de l'eau dans l'effluent provoque la dilution, de manière qu'à 10 m du point d'évacuation, la concentration s'est réduite de 25 % par rapport

à la concentration initiale du rejet; à 100 m, le facteur de dilution de la concentration de chaque pesticide est de 1/40^{ième}, ce qui amène une diminution parallèle des quotients de risque. Par exemple, pour les larves de homard à l'étape 1, d'après la CL_{50} après 1 heure, le quotient de risque pour l'AlphaMax® à la concentration de rejet est de 221; 10 m plus loin, le quotient de risque n'est que de 55 et après 100 m, il n'est plus que de 6. Cette réduction dépend du diamètre du tuyau d'évacuation et peut donc changer en fonction de la configuration du bateau vivier.

Exposition potentielle des organismes non ciblés et effets sur leurs stades biologiques

Dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick, on applique des traitements contre le pou du poisson d'avril jusqu'à la fin de décembre en fonction de l'abondance du pou du poisson et de la température de l'eau. L'exposition potentielle aux pesticides utilisés pour les traitements contre le pou du poisson dépendra également de la présence d'organismes non ciblés au moment du traitement et dans la zone traitée. Quoique cette analyse n'ait pas tenu compte de la dynamique des populations des organismes non ciblés, ceux qui ont été sélectionnés pour les études de toxicité sont vraisemblablement présents dans la baie de Fundy, conformément au tableau 2. Les habitudes migratoires et la présence saisonnière des organismes non ciblés doivent être prises en considération, comme partie intégrante du risque global d'exposition aux pesticides, dans les approches de gestion intégrée des organismes nuisibles.

Tableau 2. Emplacement et présence saisonnière des espèces d'invertébrés indigènes du sud-ouest du Nouveau-Brunswick dont on a évalué la sensibilité aux pesticides contre le pou du poisson. La majeure partie des traitements contre le pou du poisson se fait d'avril à novembre, en fonction de la température de l'eau.

	Larves de homard à l'étape I à III	Juvéniles de homard à l'étape IV +	Homards adultes	Mysidacés	Crevette crise
Position dans la colonne d'eau	Milieu pélagique	Milieux infratidal, benthique	Milieux infratidal, benthique, épibenthique	Milieux infratidal, benthique ou épibenthique en fonction de l'espèce, de l'habitat et de la période de l'année	Milieux intertidal, infratidal, épibenthique
Présence dans la baie de Fundy,	De juin à septembre	Toute l'année	Mobile, mais présent toute l'année	Saisonnière	Toute l'année

4) Les études de la toxicité et les modèles de dispersion peuvent-ils être appliqués à d'autres zones salmonicoles du Canada et à d'autres espèces non ciblées?

Les méthodes existantes pour l'application des pesticides contre le pou du poisson sont les mêmes dans toutes les zones salmonicoles au Canada.

En règle générale, les méthodes et les principes mis au point pour étudier les rejets de pesticides ainsi que leur transport et leur dispersion dans le milieu marin dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick peuvent être appliqués dans d'autres régions salmonicoles du Canada. Le modèle Okubo notamment, avec des modifications, peut servir à estimer la superficie qui pourrait être exposée. Afin d'appliquer ce modèle modifié, on doit fournir des paramètres bien précis : la masse du produit ajouté et la profondeur de mélange de l'environnement récepteur. Ce modèle ne prévoit pas le vecteur de la vélocité (vitesse et direction) du rejet ni la distance ni la direction par rapport au site du rejet. Il permet cependant d'estimer la dilution en fonction du temps écoulé depuis le rejet.

Des modèles de transport et de dispersion plus sophistiqués (p. ex., le FVCOM) requièrent l'entrée d'un plus grand nombre de paramètres (vents, marées, bathymétrie, apports en eau douce, etc.) et le calibrage en fonction du site. Étant donné que ces paramètres varieront selon les conditions locales et régionales, une solution du modèle calculée pour un lieu et un moment précis ne pourra pas s'appliquer ailleurs; il faudra des données pour chaque emplacement aux fins de validation. Le FVCOM donnera une estimation quadridimensionnelle (X, Y, Z, t) des courants d'eau récepteurs que l'on pourra entrer dans un modèle de suivi des particules qui permettra de prévoir les déplacements et la dilution du rejet.

Indépendamment du modèle utilisé, il est indispensable de connaître la bathymétrie de ces emplacements pour déterminer si le rejet atteindra le fond.

En intégrant la gamme des valeurs relatives à la superficie du panache à la fin de la période de dilution nécessaire pour atteindre la CL_{50} après 1 heure, la bathymétrie, la profondeur de mélange vertical observée (<25 m) et l'emplacement des sites, on peut effectuer une évaluation des possibilités d'interaction benthique avec le pesticide rejeté et des possibilités de chevauchement des panaches de rejets de différentes exploitations (figure 7).

Les différences concernant les conditions environnementales au fil du temps et entre des sites ou des régions auront une incidence sur le sort et la toxicité des pesticides dans le milieu marin. Par exemple, la température joue un rôle dans la toxicité des pesticides, la physiologie des organismes et la vitesse de décomposition des pesticides. La quantité de matière organique dans la colonne d'eau peut aussi avoir une influence sur la toxicité des pesticides et sur leur distribution dans les milieux aquatiques.

Les méthodes utilisées pour étudier la toxicité des pesticides pour les espèces non ciblées peuvent s'appliquer à des espèces dans d'autres régions du Canada. On n'a pas effectué d'analyse de la distribution de la sensibilité des espèces dans le cadre de la présence analyse, bien qu'une telle distribution soit utile comme outil de prévision. Pour une espèce d'intérêt en particulier, on devra peut-être mener des études toxicologiques, si cela n'a pas été déjà fait.

La méthode mise au point pour estimer le risque à partir de données sur l'exposition et la toxicité prévues peut s'appliquer dans toutes les régions. Toutefois, la caractérisation des risques demandera une connaissance des espèces non ciblées locales (p. ex., présence/ abondance et structure de la population).

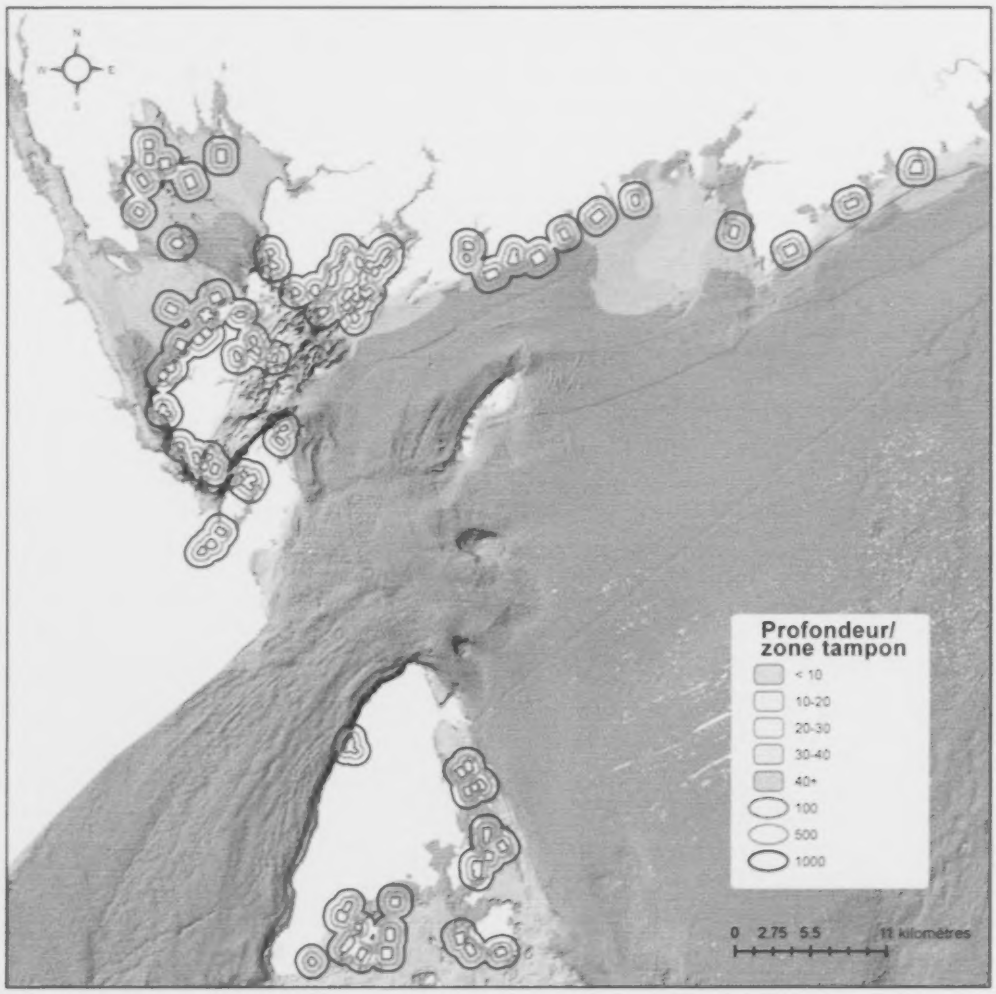

Figure 7. Carte indiquant l'emplacement des exploitations aquacoles par rapport à la bathymétrie de la région côtière du sud-ouest du Nouveau-Brunswick, ainsi que les zones d'influence de 100, 500 et 1 000 m.

Au cours de ce processus, il a été admis que l'approche mise au point prévoit les risques qui pèsent sur les individus, mais pas les risques à l'échelle des populations. De plus, la caractérisation des risques devrait aussi tenir compte des risques découlant d'autres activités. Bien qu'il soit difficile de déterminer la part des risques liés à l'exposition aux pesticides issus des activités aquacoles parmi les autres impacts dans l'environnement, les modèles mis au point pourraient s'appliquer à d'autres activités avec des extrants semblables de source ponctuelle.

Sources d'incertitude

Incertitudes liées aux facteurs qui ont une incidence sur l'exposition

- La vitesse à laquelle le pesticide se disperse à partir des sites d'élevage en cage après des bains thérapeutiques, indépendamment de l'application, dépend de facteurs environnementaux, biophysiques, opérationnels et d'élevage propres au site.
- L'effet du débit de pompage de sortie des bateaux viviers sur la dilution du pesticide est une variable sensible, que l'on ne contrôle pas bien actuellement. Cette variabilité pourrait avoir un impact sur les calculs ultérieurs ou les modèles qui intègrent ces données.
- Des études supplémentaires seront nécessaires pour obtenir des données plus précises sur le mélange vertical et l'exposition potentielle des milieux benthiques.
- Le modèle Okubo modifié devra être validé pour des exploitations dotées de différentes configurations de l'infrastructure.
- Les modèles sont des représentations de la réalité qui ont recours à des simplifications et des approximations, et contiennent de ce fait des incertitudes : ce ne sont pas des reflets exactes de la réalité.
- Le modèle hydrodynamique FVCOM pour le sud-ouest du Nouveau-Brunswick ne permet pas de prévoir avec exactitude la taille du panache après le rejet (applications au moyen de bâches ou de bateaux viviers).
- Une relation entre le colorant fluorescent utilisé dans les études sur le terrain et l'Interox Paramove® 50 (peroxyde d'hydrogène) n'a pas été établi en raison d'interférences entre la préparation du produit et la capacité de mesurer la concentration de peroxyde d'hydrogène en présence du colorant. Par conséquent, on ne connaît pas la nature du rapport entre le colorant fluorescent et l'Interox-Paramove® 50.

Incertitudes liées aux effets biologiques sur les principaux organismes non ciblés

- On a déterminé la toxicité des pesticides dans des études en laboratoires avec de l'eau de mer filtrée. Les bioessais sur la toxicité des pesticides utilisés en aquaculture en présence d'eau de mer non filtrée et de sédiments doivent faire l'objet d'études approfondies.
- Les incertitudes sont nombreuses en ce qui concerne l'applicabilité des études de laboratoire sur le terrain (p. ex., temps d'exposition, voies d'exposition et qualité de l'eau).
- Les tests de toxicité aiguë à court terme ne tiennent pas compte des effets en temps différé sur le développement normal (p. ex., létalité différée, perturbation de la fonction reproductrice, etc.).
- Il faut étudier davantage les interactions entre les pesticides aquacoles et les autres agents de stress, tels que l'hypoxie, l'émersion, les changements de température, la manipulation, qui pourraient conduire à des impacts létaux sur des crustacés exposés à des concentrations sublétales de pesticides.
- Les effets de la température de l'eau et de l'état physiologique des organismes non ciblés peuvent aussi avoir une incidence sur la sensibilité aux pesticides.

- On ne dispose pas de beaucoup de données sur la toxicité en laboratoire concernant les espèces non ciblées indigènes d'autres régions salmonicoles au Canada. Bien qu'une analyse de la distribution de la sensibilité des espèces peut aider à prévoir la toxicité relative d'un pesticide sur d'autres espèces, on ne connaît pas les effets de la toxicité des quatre pesticides examinés sur d'autres espèces non ciblées, indigènes d'autres régions salmonicoles du Canada, qui n'ont pas été testées.
- On ne sait pas si en changeant la préparation d'un pesticide, sa toxicité pour les organismes non ciblés pourrait se modifier.
- Peu d'analyses se sont penchées sur les impacts de l'exposition consécutive à des pesticides différents et sur les possibilités de répercussions synergiques sur les organismes non ciblés. Il sera nécessaire d'approfondir cet aspect.

Incertitudes liées à la concentration et la durée, à la dispersion et aux effets biologiques

- Les estimations après 1 heure d'exposition pourraient ne pas rendre compte avec exactitude de l'exposition aux panaches de stades larvaires planctoniques, car ces stades peuvent se déplacer avec le panache, ce qui se traduit par des temps d'exposition beaucoup plus élevés. Par conséquent, les quotients de risque calculés à partir de la CL_{50} après 1 heure pourraient en effet sous-estimer les effets; des données sur la CL_{50} après des temps d'exposition supérieurs seraient plus appropiées. Une estimation plus prudente pourrait aussi être obtenue à partir des données sublétales ou sur la concentration sans effet observé, notamment pour les organismes pélagiques.
- Les interactions potentielles entre les pesticides rejetés et le milieu benthique ne sont pas bien décrites. Cependant, on peut estimer ces interactions à partir de la profondeur d'exposition maximale mesurée sur le terrain et de l'information géographique et bathymétrique des sites aquacoles du sud-ouest du Nouveau-Brunswick. Pour affiner ces estimations, des évaluations supplémentaires et des données sur les interactions avec le milieu benthique ainsi que sur le sort des pesticides seraient nécessaires.
- Le temps d'exposition approprié pour les tests de toxicité létale (CL_{50}) sur les organismes benthiques, qui sera représentatif de l'exposition potentielle sur le terrain, dépendra, en partie, du pesticide en question et de sa capacité de se lier avec les sédiments. Les temps d'exposition dans l'eau pour les organismes benthiques, comme les homards adultes, pourraient être inférieurs ou supérieurs au temps d'exposition de 1 heure utilisé dans les tests de la CL_{50}, en fonction de facteurs locaux (c.-à-d., bathymétrie, courants, marées, etc.).
- Bien qu'on ait établi les possibilités d'exposition pour une sélection d'organismes non ciblés à partir de renseignements généraux sur leur présence dans la zone, il est nécessaire d'affiner les estimations afin d'évaluer la probabilité et l'ampleur des effets. Une évaluation exhaustive des déplacements, de la migration et de l'abondance relative des populations et des stades biologiques faciliterait l'évaluation de la probabilité des interactions avec les espèces non ciblées à l'échelle de toute la population dans son ensemble ou, au besoin, à l'échelle des pêches.
- La validation sur le terrain des effets de l'exposition aux pesticides après les traitements, à l'aide d'études sur le terrain d'espèces sentinelles, requiert une validation de l'exposition aux pesticides. Cela est possible grâce à l'utilisation d'un colorant mélangé au pesticide utilisé

pour le traitement et à l'installation de fluorimètres sur le terrain là où se trouvent les espèces sentinelles.

Incertitudes liées à l'application des résultats à d'autres régions salmonicoles au Canada

- On n'a présenté les données toxicologiques de seulement une espèce aquatique sensible indigène de la Colombie-Britannique.
- Et ce n'est que pour le sud-ouest du Nouveau-Brunswick que l'on a effectué une comparaison des extrants du modèle Okubo (modifié et non modifié) et que la mise en œuvre du FVCOM a été accomplie. Par conséquent, même si le modèle Okubo modifié devrait pouvoir s'appliquer à d'autres régions salmonicoles du Canada, la précision relative de ce modèle, et d'autres modèles, dans des conditions locales différentes n'a pas été déterminée, et elle n'a pas été comparée à d'autres modèles de transport et de dispersion utilisés ailleurs dans le monde.

CONCLUSIONS

Facteurs qui ont une influence sur l'exposition

Il y a généralement une bonne relation entre les concentrations de colorant et de pesticide. Ainsi, les concentrations de colorant constituent donc un paramètre fiable permettant de représenter les concentrations de pesticides sur le terrain, pour une période de quelques heures.

Lors des applications à l'aide de bâches dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick, le colorant et les pesticides étaient rarement bien mélangés, mais ils l'étaient habituellement dans les bateaux viviers.

Le temps d'évacuation des pesticides et du colorant des parcs en filets après les traitements à l'aide de bâches pouvait se compter en minutes ou en heures en fonction des courants, des filets, des biosalissures et d'autres facteurs propres au site. L'évacuation des pesticides et du colorant à partir des bateaux viviers est contrôlée mécaniquement et se produit, par conséquent, plus rapidement moins de temps. De plus, l'évacuation et la dilution se produisent simultanément.

Pour les applications au moyen de bâches, le modèle Okubo non modifié sous-estime la dilution du pesticide en provenance des parcs en filet au cours de premières heures après le rejet. Cependant, l'approche reposant sur un modèle Okubo modifié tient compte du renforcement initial de la dispersion horizontale (qui serait attribuable à l'infrastructure des cages) et fourni une estimation plus précise de la concentration et de la taille du panache de l'effluent.

La théorie de l'état stationnaire en matière de dynamique des jets semble rendre compte raisonnablement bien des caractéristiques immédiates du rejet des bateaux viviers. L'eau entraînée dans l'effluent devrait provoquer la dilution des pesticides, jusqu'à un facteur de dilution de 40 à 100 mètres de distance du point de rejet, en fonction du diamètre du tuyau d'évacuation.

Bien que le travail sur le terrain ait été mené dans les sud-ouest du Nouveau-Brunswick, les principes généraux et l'ampleur de la dilution devraient s'appliquer ailleurs. La version du modèle Okubo qui n'a pas été modifiée repose sur des données recueillies partout dans le monde et devrait ainsi fournir une estimation prudente des concentrations dans d'autres zones du Canada. La version modifiée du modèle devrait être validée pour un éventail plus vaste d'emplacements. Les différences d'un emplacement à un autre portent sur l'hydrographie et la bathymétrie locales, et peut-être également les procédures de traitement. La stratification locale et le régime des courants détermineront la profondeur à laquelle les pesticides se mélangent ainsi que la direction et l'ampleur du transport des pesticides. La bathymétrie de la zone d'influence déterminera l'exposition de l'habitat benthique.

La dilution du pesticide, après le traitement, jusqu'à une CL_{50} après 1 heure d'exposition se produit plus rapidement et sur une zone plus restreinte pour les applications en bateau vivier que pour celles au moyen de bâches. Cela tient au volume d'eau réduit des viviers de traitement, qui se traduit par l'utilisation de moins de pesticide par traitement et par la dilution mécanique découlant de l'évacuation et de l'entraînement d'eau dans l'effluent de pesticide.

Voici les principaux facteurs qui ont une incidence sur le transport et la dispersion du pesticide après le traitement :

- Facteurs opérationnels ou liés à l'élevage tels que :
    - la quantité et propriétés de dégradation des pesticides utilisés;
    - l'influence des parcs en filet et de l'infrastructure de l'exploitation sur la dispersion initiale;
    - le maillage des filets et concentration de biosalissures (porosité); et,
    - la proximité des autres parcs en filet et de toute autre infrastructure de l'exploitation.
- Facteurs environnementaux incluant :
    - le taux de mélange horizontal et vertical (x,y) ambiants dans le milieu récepteur;
    - La proximité des limites verticales pour ce qui est de la stratification verticale, du fond de la colonne d'eau et des zones intertidales;
    - la proximité des limites horizontales telles que le rivage, le fond et la pycnocline;
    - les conditions météorologiques, le vent et les vagues; et,
    - le comportement chimique du pesticide dans l'eau environnante (densité, décomposition, adsorption, etc.).
- Lieu :
    - les courants et le mélange propres au site;
    - la proximité du fond et du rivage; et,
    - l'aire de répartition des organismes non ciblés sensibles.

Effets biologiques

Les concentrations de traitement pour les quatre pesticides varient de plusieurs ordres de grandeur, ce qui illustre la toxicité relative de chaque pesticide. Certains pesticides requièrent une dilution plus importante afin d'atteindre une concentration sans effets.

Les études en laboratoire portant sur les quatre pesticides et utilisant la CL_{50} après 1 heure pour les homards et d'autres invertébrés indigènes confirment que la toxicité relative et l'importance des effets potentiels connexes augmentent le long de la série allant de l'Interox-

Paramove® 50 (matière active : peroxyde d'hydrogène), au Salmosan® 50 WP (matière active : azaméthiphos), à l'Excis® (matière active : cyperméthrine) et à l'AlphaMax® (matière active : deltaméthrine). La sensibilité des espèces non ciblées à chacun des quatre pesticides varie d'une espèce et d'un stade biologique à l'autre.

Il existe considérablement plus de données toxicologiques sur Salmosan® 50 WP que sur les quatre autres pesticides.

Pour tous les pesticides testés en laboratoire, des effets (létaux et sublétaux) ont été observés sur des espèces non ciblées choisies à des concentrations en dessous des concentrations de traitement prescrites.

L'exposition chronique à de faibles concentrations d'azaméthiphos produit des effets biochimiques sublétaux chez les homards adultes qui persistent pendant au moins 24 heures après la fin de l'exposition, ce qui augmente le risque d'impacts cumulatifs lorsque le homard est exposé à d'autres sources de stress chimique ou non chimique. L'exposition sublétale accroît considérablement le risque de mortalité chez les homards adultes pendant les simulations de transport d'animaux vivants.

Dans des études sur les expositions multiples, les homards adultes étaient exposés jusqu'à 9 fois (de 15 à 120 minutes, trois fois par jour pendant trois jours) à toute une gamme de concentrations d'azaméthiphos (de 0,5 à 25 % de la concentration de traitement recommandée), ce qui a provoqué 80 % de mortalité ainsi que de l'hyperactivité, de la désorientation et de la paralysie chez les survivants. À partir de ces données, on a estimé la concentration sans effet observé (pour ce qui est de la létalité) à 1,03 µg/L (azaméthiphos) pour des expositions répétées pendant 120 minutes. Lorsque des femelles de homard adultes étaient exposées à 10 µg/L pendant 1 heure deux fois par semaine (n = 4 expositions), un nombre considérable de homards a péri et la capacité de frai des survivants a été perturbée. Cependant, lorsqu'on a exposé les adultes (jusqu'à six expositions de 30 minutes) pendant trois jours, avec un maximum de deux expositions par jour, à 0,1 µg/L ou 1,0 µg/L, on n'a pas observé de mortalité significative ni d'effets sur la mortalité, le comportement, la mue et la reproduction.

AlphaMax® est le plus létal des pesticides testés et celui qui doit être soumis à la plus importante dilution pour atteindre des concentrations non létales.

Exposition et effets

L'effluent produit à la suite de l'application de pesticides contre le pou du poisson se diluera et se dispersera à partir du point de rejet. Les modèles qui prévoient le taux de dilution et la situation de l'effluent peuvent fournir des indications sur l'exposition potentielle à un pesticide aquacole donné. En combinant les données sur la toxicité et sur le cycle vital des espèces non ciblées sensibles, un quotient de risque peut être calculé. Pour valider les estimations de l'exposition issues du modèle, il faut mesurer les concentrations et les temps d'exposition dans l'environnement.

D'après le quotient de risque estimé à partir de la concentration létale pour l'espèce non ciblée la plus sensible parmi les espèces testées, le pesticide qui présente le quotient de risque le plus bas pour la concentration de traitement est l'Interox-Paramove® 50 (QR = 1,2), suivi du Salmosan® 50 WP (3,1), de l'Excis® (151) et de l'AlphaMax® (588).

La zone d'influence prévue a aussi été calculée pour chaque pesticide une fois que le quotient de risque correspondait à la CL_{50} pour l'organisme non ciblé en question. Cette zone, dans le cas des traitements à l'aide de bâches et des espèces non ciblées les plus sensibles, occupe une superficie d'environ 0 m^2 pour l'Interox-Paramove® 50, de 1 100 m^2 pour le Salmosan® 50WP et de 50 000 m^2 pour l'Alphamax®. On ne dispose pas de données sur la CL_{50} d'Excis® après 1 heure pour l'éventail d'organismes non ciblés.

En raison de la dynamique de l'état stationnaire du panache du jet et de l'entraînement ultérieur du panache de l'effluent après un traitement de pesticide dans un bateau vivier, le calcul de la zone d'influence est compliqué. Un traitement en bateau vivier exige moins de pesticide qu'un traitement à l'aide de bâches, mais, dans certains cas, plusieurs bateaux viviers peuvent être nécessaires pour traiter toute la biomasse de poisson contenue par un parc en filet.

Les quotients de risque ont été calculés pour la concentration de l'effluent du bateau vivier et la dilution qui s'ensuit grâce à l'entraînement de l'eau de mer ambiante à 10 m et à 100 m. On obtient alors le quotient de risque estimé pour la concentration de rejet du bateau vivier et l'espèce testée la plus sensible, correspondant à la CL50 après 1 heure. Ces quotients de risque étaient de 0,46 pour l'Interox-Paramove® 50, de 1,16 pour le Salmosan® 50 WP et de 221 pour l'Alphamax®. À une distance de 10 m du tuyau d'évacuation, les quotients de risque ont été estimés à 0,1 pour Paramove® 50, à 0,3 pour Salmosan® 50 WP et à 55 pour AlphaMax®. À une distance de 100 m du tuyau d'évacuation, les quotients de risque estimés étaient de 0,01 pour le Paramove® 50, de 0,03 pour le Salmosan® 50 WP et de 6 pour l'AlphaMax®.

La zone d'influence prévue après un traitement en bateau vivier est plus petite que la zone prévue à la suite d'un traitement au moyen de bâches. Cette conclusion tient, en partie, au fait que les quotients de risque calculés pour la concentration de rejet du bateau vivier sont inférieurs que aux ratios estimés pour les concentrations de traitement à l'aide de bâches, qui équivalent aux concentrations de rejet de ces traitements; une autre raison tient à la dilution prévue liée à l'entraînement d'eau de mer dans l'effluent du bateau vivier.

Cette analyse s'applique uniquement aux animaux qui se trouvent dans la colonne d'eau et ne tient donc pas compte de l'exposition benthique.

Application à d'autres régions salmonicoles du Canada

En règle générale, les méthodes et les principes mis au point pour étudier les rejets de pesticides ainsi que leur sort dans le milieu marin dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick peuvent être appliqués dans d'autres régions salmonicoles du Canada. Toutefois, afin d'appliquer ces modèles et d'améliorer la fiabilité de leurs prévisions, des données océanographiques et environnementales locales sont nécessaires pour ajuster les modèles.

La méthode mise au point pour estimer le risque d'exposition aux pesticides pour les organismes non ciblés peut s'appliquer dans toutes les régions salmonicoles au Canada. Néanmoins, la caractérisation des risques exigera des connaissances locales de la biologie, de l'écologie et de la dynamique des populations des espèces non ciblées.

AUTRES CONSIDÉRATIONS

On a soulevé la question de la dose visée comme facteur qui pourrait avoir une incidence sur l'analyse de l'exposition. Les résultats analytiques de laboratoire concernant des échantillons d'eau sur le terrain après des traitements au Salmosan® 50 WP ou à l'AlphaMax® font état de concentrations bien au-dessous des valeurs visées. Il s'agit d'un facteur à étudier, y compris une AQ/CQ en laboratoire pour confirmer les résultats analytiques.

Si cela est corroboré, des concentrations de traitement plus faibles auraient une incidence sur la concentration d'exposition et les prévisions pour les organismes non ciblés de cette étude, ainsi que sur l'efficacité des traitements contre le pou du poisson et les possibilités que celui-ci développe une résistance aux pesticides en question. Les concentrations recommandées sur l'étiquette doivent être prises en considération pour veiller à l'exactitude du modèle d'exposition pour les pesticides approuvés.

Les modèles océanographiques présentés, particulièrement ceux fondés sur le FVCOM, nécessitent beaucoup de ressources pour la collecte de données, le contrôle de la qualité, la saisie des données, l'optimisation et l'exécution des modèles.

Il existe d'autres pesticides contre le pou du poisson utilisés ailleurs dans le monde ou en cours de développement, mais pour lesquels on ne dispose pas de données toxicologiques ni de renseignements sur leur sort dans un environnement marin canadien qui pourraient se révéler nécessaire pour servir de base à des évaluations du risque environnemental en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Il serait probablement avantageux si l'industrie recherchait activement d'autres options de traitement dans le cadre d'un plan de gestion intégrée de lutte antiparasitaire.

Puisque l'on ne dispose pas des ressources nécessaires pour mettre au point des modèles propres au site pour tous les sites salmonicoles au Canada, il est important d'envisager les extrapolations selon des sites semblables. Pour cela, il faudra bien définir les principaux facteurs environnementaux (physiques, chimiques et biologiques) ainsi que les espèces non ciblées sur lesquelles pèsent des risques, aux fins de comparaison. Cela permettra aussi de rationaliser l'utilisation des ressources consacrées aux évaluations de risque toxicologique et d'exposition par la détermination des sites dont les caractéristiques sont suffisamment uniques pour mériter une attention particulière.

Étant un aspect fondamental des protocoles de traitements au moyen de pesticides, la surveillance est nécessaire pour réduire les incertitudes liées à l'évaluation des risques (p. ex., les effets cumulatifs) de même que les incertitudes liées aux changements du milieu spatial et biologique faisant l'objet des traitements (entre autres, l'élargissement et la modification des aires de répartition des espèces, les périodes et les lieux de frai, la température, la salinité et le pH) qui pourraient avoir une incidence sur la dynamique chimique des pesticides ou les espèces sujettes à une exposition.

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de l'évaluation du SCCS qui s'est tenue du 13 au 15 mars 2013 sur les lignes directrices visant à définir l'exposition potentielle et les effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture : bains thérapeutiques contre le pou du poisson (Partie II). Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada.

Okubo, A. 1971. Oceanic diffusion diagrams. Deep-Sea Research 18: 789-802.

Okubo, A. 1974. Some speculations on oceanic diffusion diagrams. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer 167: 77-85.

Pahl, B.C., et Opitz, H.M. 1999. The effects of cypermethrin (Exis) and azamethiphos (Salmosan) on lobster Homarus americanus H. Milne Edwards larvae in a laboratory study. Aquaculture Res. 30: 655-665.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Secrétariat canadien de consultation scientifique
Région de la capitale nationale
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

Téléphone : (613) 990-0293
Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2013

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2013. Exposition potentielle et effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture : pesticides contre le pou du poisson (partie II). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/049.

Also available in English :

DFO. 2013. Potential exposure and associated biological effects from aquaculture pest and pathogen treatments: anti-sea lice pesticides (part II). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2013/049.